

ДЕГРАДАЦИЯ, ВОССТАНОВЛЕНИЕ  
И ОХРАНА ПОЧВ

УДК 631.45

МИНЕРАЛИЗАЦИЯ ОРГАНИЧЕСКОГО ВЕЩЕСТВА  
НЕФТЕЗАГРЯЗНЕННЫХ И ФОНОВЫХ ПОЧВ СРЕДНЕГО ПРИОБЬЯ  
В ЛАБОРАТОРНЫХ УСЛОВИЯХ

© 2022 г. С. Я. Трофимов<sup>а</sup>, А. В. Арзамазова<sup>а</sup>, Р. Р. Кинжаев<sup>а</sup>, Н. А. Аветов<sup>а, \*</sup>, М. М. Карпунин<sup>а</sup>

<sup>а</sup>МГУ им. М.В. Ломоносова, факультет почвоведения, Ленинские горы, 1, Москва, 119991 Россия

\*e-mail: awetowna@mail.ru

Поступила в редакцию 03.09.2021 г.

После доработки 29.10.2021 г.

Принята к публикации 30.11.2021 г.

В лабораторном эксперименте определяли скорость минерализации органического вещества в образцах нефтезагрязненных и фоновых среднетаяжных почв Западной Сибири: торфяной олиготрофной, торфяной мезотрофной, аллювиальной болотной, глеезема оторфованного. Скорость минерализации оценивали по количеству выделившегося  $\text{CO}_2$  из влажных образцов при комнатной температуре. Кумулятивные кривые имели линейный вид, поэтому для оценки скорости минерализации использовали величины среднесуточного выделения  $\text{CO}_2$ , отнесенного к массе сухой почвы ( $K_m$ ). Значения  $K_m$  варьировали в диапазоне 0.123–1.578 мг  $\text{CO}_2$ /(г сут). Минимальные значения  $K_m$  (<0.2) характерны для наиболее загрязненных участков с максимальной концентрацией нефтепродуктов. Значения  $K_m > 0.8$  характерны для фоновых участков, а также загрязненных участков, приуроченных к мезо- и эвтрофным биогеоценозам с нейтральной реакцией среды и повышенным содержанием биофильных элементов. Значения  $K_m > 0.2$  и <0.8 характерны для загрязненных участков, приуроченных к исходно олиготрофным болотным биогеоценозам (рямы, грядово-мочажинные комплексы) со средней степенью загрязнения. Значения  $K_m$  отрицательно коррелировали (–0.60) с содержанием нефтепродуктов, *n*-алканов (–0.73) и коэффициентом биодеградации нефти  $K_b$  (–0.72).

*Ключевые слова:* базальное дыхание, содержание нефтепродуктов, почвы таяжной зоны

DOI: 10.31857/S0032180X22040141

ВВЕДЕНИЕ

За последние десятилетия в почвоведении сформировалось учение о роли почв в функционировании наземных экосистем и биосферы в целом [8, 30]. Среди разнообразных функций почв одной из ключевых является минерализация органического вещества (ОВ) почв – совокупность процессов, контролирующая биогеохимический цикл углерода и других биогенных элементов в наземных экосистемах и поступление парниковых газов в атмосферу, интерес к которому возрос в последние десятилетия в связи с ролью ОВ почв в формировании состава парниковых газов [8, 27]. В отличие от природных и агроэкосистем почвы, подвергшиеся воздействию аварийных разливов нефти, изучены недостаточно. В то же время для многих регионов РФ, в частности для ХМАО–Югры, проблема загрязнения окружающей среды нефтью остается актуальной. Изучение процессов минерализации и трансформации ОВ в нефтезагрязненных почвах важно не только с позиций эмиссии парниковых газов, но, прежде всего, в связи с необходимостью более глубокого пони-

мания процессов, происходящих в почве при загрязнении нефтью, что, в свою очередь, необходимо для повышения эффективности мероприятий по рекультивации нефтезагрязненных земель. Попадая в почву, нефть оказывает разнообразное воздействие практически на все процессы [18, 19], в том числе на минерализацию ОВ. Это связано с тем, что: 1) нефть пропитывает лесную подстилку (моховой очес в случае торфяных почв) и верхние горизонты почв, образует гидрофобную пленку на поверхности почвенных частиц, ОВ (подстилки, торфа) оказывается полно или частично законсервированным для поступления воды и воздуха [23]; 2) нефть оказывает токсичное действие на микробиоту, в том числе почвенную фауну, которой принадлежит важная роль в разложении растительных остатков [28], угнетает деятельность микроорганизмов, осуществляющих трансформацию нативного ОВ почв [16, 29, 33]; 3) нефтяное загрязнение приводит к смене водно-воздушного и окислительно-восстановительного режимов, что кардинально меняет ход процессов трансформации ОВ [23, 25]; 4) сырая нефть (пластовая жидкость) содержит некоторое количество

легкорастворимых солей, поэтому при попадании ее в почву меняется солевой режим, часто именно засоление почв является более значимым фактором негативного воздействия на почву и экосистему в целом, чем нефтяное загрязнение [23]. Однако с течением времени токсичное действие нефти уменьшается, происходит частичное восстановление микробиоценоза в результате таких физико-химических процессов, как испарение, вымывание, фотохимическая деструкция, конденсация и др. [16, 34]. Компоненты нефти подвергаются минерализации автохтонными почвенными микроорганизмами, среди которых всегда присутствуют способные синтезировать ферменты, расщепляющие молекулы углеводов [32]. Поэтому скорость минерализации ОВ нефтезагрязненных почв, оцениваемая по величине образования  $\text{CO}_2$  (базальное дыхание), может служить важным показателем интенсивности происходящих в ней процессов самоочищения [3, 13].

В ряде работ показано, что при загрязнении почвы нефтью и нефтепродуктами в небольших концентрациях наблюдается рост интенсивности базального дыхания за счет увеличения содержания доступного для микробиоценоза органического углерода, однако высокие концентрации нефтепродуктов вызывают снижение интенсивности базального дыхания [4, 6]. Установлено, что интенсивность базального дыхания нефтезагрязненной почвы в значительной мере определяется ее типом. В частности, в загрязненных нефтепродуктами аллювиальной, дерновой, дерново-подзолистой и светло-серой лесной почвах (5.8–7.2 г/кг) наблюдали увеличение величины базального дыхания, а в темно-серой лесной – уменьшение [17].

Вследствие невозможности (без применения дорогостоящих изотопных исследований) отдельного определения интенсивности минерализации нативного и нефтяного ОВ, необходимо получить по возможности максимально широкий набор данных по интенсивности минерализации ОВ как нефтезагрязненных почв, так и их фоновых аналогов. Решающая роль в продуцировании  $\text{CO}_2$  в нефтезагрязненной почве принадлежит микроорганизмам, поэтому выделение  $\text{CO}_2$  из почвы может характеризовать интенсивность биодеградации нефти. Параметры минерализации ОВ дают представление о микробиологической активности и устойчивости системы микробного пула. Важно отметить, что различные типы бореальных болотных биогеоценозов оказывают значительное влияние на величину эмиссии парниковых газов [5].

Цель работы – определить скорость минерализации органического вещества почв типичных биогеоценозов Среднего Приобья и оценить влияние нефтесолевого загрязнения на этот показатель.

## ОБЪЕКТЫ И МЕТОДЫ

Объектами исследования были нефтезагрязненные нерекультивированные почвы Среднего Приобья и их фоновые аналоги. Основная часть нефтяных месторождений Среднего Приобья, следовательно, и большая площадь нефтезагрязненных земель, приурочена к территориям с господством болотных биогеоценозов [2], среди которых наибольшее распространение в таежной зоне Западной Сибири получили олиготрофные (верховые) грядово-мочажинные (ГМК), грядово-мочажинно-озерковые и сосново-кустарничково-сфагновые типы (рямы) [9, 15, 24]. Кроме того, исследовали торфяные мезотрофные почвы (выделение которых в классификации почв России [12] не предусмотрено, но предлагалось почвоведом [1, 10, 22]), а также глееземы [11].

Для постановки эксперимента в сентябре 2017 г. отбирали образцы верхних горизонтов основных типов почв, приуроченных к доминирующим типам биогеоценозов Среднего Приобья. Почвы диагностированы как: 1) торфяная олиготрофная (Fibric Ombic Hyperdystric Histosol) (мочажина олиготрофного грядово-мочажинно-сфагнового комплекса – ГМК (Г) и олиготрофное сосново-кустарничково-сфагновое болото – рям (Р)), 2) торфяная мезотрофная (в системе WRB то же название) (мезотрофное березово-сосновое травяно-моховое болото (М)), 3) аллювиальная болотная иловато-торфянисто-глеевая (Histic Dystric Fluvisol) (эвтрофное аллювиальное травяно-осоковое болото – пойма (П)), 4) глеезем оторфованный (Histic Dystric Gleysol) (темнохвойно-мелколиственный лес – лес (Л)). Растительность пробных участков имеет основные черты биогеоценозов Среднего Приобья, как на нарушенных, так и ненарушенных участках [2]. Для каждого типа биогеоценоза отбирали образцы почв (из органогенных горизонтов) с одного или нескольких нефтезагрязненных участков (различающихся степенью и возрастом загрязнения, наличием/отсутствием признаков засоления), а также их фоновых аналогов (в таблицах фоновые образцы обозначены как “фон”, загрязненные – с помощью соответствующего буквенного индекса, обозначающего тип биогеоценоза, и цифр, обозначающей номер участка и номер образца (на некоторых участках образцы отбирали в двух точках с двух глубин – поверхностный (0–10 см) и залегающий непосредственно под ним горизонты (10–50 см)). К биогеоценозу рям относили контрольный участок (Р1) и четыре нефтезагрязненных участка (Р2–Р5), на участке Р2 образцы отбирали в двух точках с двух глубин (0–10, 10–50 см) (соответственно Р2.1.1, Р2.1.2, Р2.2.1 и Р2.2.2). Также в двух точках отбирали поверхностные образцы (0–10 см) с участка Р4 (Р4.1 и Р4.2). С участков Р3 и Р5 взяли по одному поверхностному образцу (0–10 см).

К биогеоценозу ГМК, помимо контрольного участка (Г1), отнесены два нефтезагрязненных участка – Г2 (образцы взяты в двух точках и с двух глубин – 0–10 и 10–50 см) и Г3 (один поверхностный образец (0–10 см)).

К биогеоценозу мезотрофное болото отнесли один мезотрофный участок, с которого взяли поверхностные образцы (0–10 см) в двух точках (М1 и М2).

Биогеоценоз поймы представлен контрольным участком и нефтезагрязненным аналогом. По такой же схеме охарактеризован биогеоценоз лес.

В контрольном сосново-кустарничково-сфагновом сообществе (Р) общее проективное покрытие (ОПП) травяно-кустарничкового яруса составляет 25%. Растительность на участках нарушенных рямов отличалась значительным разнообразием за счет эвтрофных видов трав. Так же, как в случае рямовых болот, значительная эвтрофикация растительности наблюдалась и в ГМК. ОПП здесь колебалось от 0 до 12%. Исходная растительность на мезотрофном болоте представляла собой березово-сосновое травяно-моховое болото с участием в травяном и моховом ярусах как олиготрофных, так и мезоэвтрофных элементов. Загрязнение нефтью привело к выпадению древесного и мохового ярусов и уменьшению покрытия в травяном ярусе (до 15–20%). В свою очередь растительность пойменных осоковых болот более устойчива к нефтезагрязнению: через несколько лет проективное покрытие восстанавливается, а значительных изменений в трофности и увлажненности местообитаний не наблюдается. Контрольный участок березово-пихтово-елового леса с травяно-кустарничковым ярусом, имеющим ОПП 35–40%, резко контрастирует с нефтезагрязненным таежным выделом, ОПП которого составляет 1–2%.

В образцах почв определяли скорость минерализации ОВ методом Штатнова [21] в лабораторном эксперименте продолжительностью 50 дней. Эксперимент такой продолжительности позволяет оценить скорость минерализации лабильных компонентов ОВ почв, а также некоторых компонентов нефти.

В Испытательном центре факультета почвоведения МГУ им. М.В. Ломоносова содержание нефтепродуктов, определяли согласно [20], *n*-алканов  $C_{12}$ – $C_{36}$  и *i*- $C_{17}$ –*i*- $C_{18}$  – методом капиллярной газожидкостной хроматографии (содержание нефтепродуктов и алканов определяли до и после завершения модельного эксперимента). Кроме того, исследовали некоторые агрохимические показатели с использованием следующих методов: рН водной вытяжки при соотношении почва : раствор 1 : 50 потенциометрически с помощью рН-метра рН-213 НИ, гидролитическую кислотность по методу Каппена в модификации ЦИНАО, содержание обменных  $Ca^{2+}$  и  $Mg^{2+}$  в 1 М КСl-вы-

тяжке (соотношение почва : раствор 1 : 25) после взбалтывания в течение 1 ч на ротаторе методом ИСП-МС на масс-спектрометре ICP-MS 7500a Agilent, содержание калия, натрия в водной вытяжке методом ИСП-МС на масс-спектрометре ICP-MS 7500a Agilent (соотношение почва : раствор 1 : 50), содержание анионов в водной вытяжке методом ионной хроматографии на хроматографе Dionex ICS 2000 (соотношение почва : раствор 1 : 50), обменного аммония в 1 М КСl-вытяжке (соотношение почва : раствор 1 : 25) после взбалтывания в течение 1 ч на ротаторе фотометрически по методу ЦИНАО, подвижных соединений фосфора и калия по методу Кирсанова с окончанием на масс-спектрометре ICP-MS 7500a Agilent, общего азота на элемент-анализаторе Elementar Vario E, зольность определяли при 525°C.

**Схема эксперимента.** Навески влажных (ориентировочно 60% от полной влагоемкости) нефтезагрязненных и фоновых почв в стаканчиках помещали в герметически закрывающиеся сосуды емкостью 1 л, туда же ставили стаканчики с 40 мл 0.3 М NaOH. Через 3–5 дней стаканчики со щелочью заменяли на новые, а в извлеченные стаканчики добавляли по 1 мл насыщенного раствора  $BaCl_2$  и титровали 0.2 М HCl до pH 9.2. По количеству кислоты, пошедшей на титрование, определяли объем выделившегося  $CO_2$ . В ходе эксперимента стаканчики со щелочью заменяли 11 раз, что дало возможность построить кумулятивные кривые выделения  $CO_2$ . Каждый образец инкубировали в трехкратной повторности.

Поскольку динамика выделения  $CO_2$  может быть с разной степенью условности охарактеризована уравнением прямой, это позволяет рассматривать среднесуточную величину выделения  $CO_2$  в качестве коэффициента минерализации ОВ ( $K_m$ ).

## РЕЗУЛЬТАТЫ И ОБСУЖДЕНИЕ

Образцы почв, отобранные с фоновых участков исследуемой территории, характеризовались следующими химическими свойствами (табл. 1).

Скорость образования  $CO_2$  в фоновых почвах существенно различалась (рис. 1): максимальное количество  $CO_2$  выделилось за время эксперимента в образце, отобранном из биогеоценоза лес, а минимальное – из образца ГМК. Поток  $CO_2$  из образца лес был в 2.8 раза интенсивнее, чем из образца ГМК и в 1.7–2 раза больше, чем из образцов поймы и рямы. Высокая скорость разложения ОВ в образце из верхнего горизонта глеезема объясняется преобладанием в нем органических остатков лесной растительности сравнительно невысокой степени разложения. В верхнем горизонте торфяной верховой почвы биогеоценоза рямы, по сравнению с аналогичным горизонтом такой же почвы биогеоценоза ГМК, больше доля опада деревьев и

**Таблица 1.** Свойства верхних горизонтов образцов фоновых почв

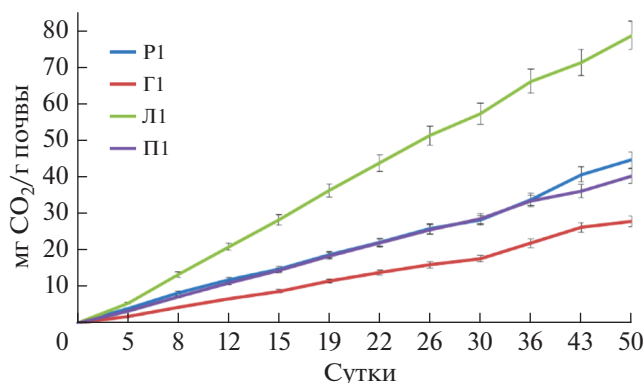
Параметр	Фоновый участок			
	рям	ГМК	лес	пойма
pH	4.00	4.36	5.28	5.80
Hг, смоль(экв)/кг	>144.7	>144.7	131.08	71.42
(Ca + Mg) <sub>обм</sub> , смоль(экв)/кг	9.30	5.29	13.81	29.88
Зола, %	3.38	1.18	17.45	11.00
N <sub>общ</sub> , %	0.68	0.22	1.04	1.81
Водная вытяжка, мг/кг				
Cl <sup>-</sup>	160.30	142.35	124.45	882.82
SO <sub>4</sub> <sup>-</sup>	124.35	54.98	139.31	331.51
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	<1	8.72	2.58	<1
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	<1	<1	<1	<1
K <sup>+</sup>	91.89	23.70	12.36	118.45
Na <sup>+</sup>	153.23	79.70	250.57	623.44
NO <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>обм</sub>	116.94	44.01	90.85	130.41
N <sub>лг</sub>	212.43	85.15	408.53	641.49
Подвижный фосфор (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	102.94	55.55	391.54	679.84
Подвижный калия (K <sub>2</sub> O)	969.66	342.09	1 460.23	958.70

кустарничков, разлагающегося гораздо активнее, чем ткани сфагновых мхов, преобладающие в образце из биогеоценоза ГМК, которые обладают значительной устойчивостью к микробному разложению, в том числе благодаря наличию в их составе сфагнана и сфагнолов [26]. На наш взгляд, это объясняет большую интенсивность выделения CO<sub>2</sub> из образца биогеоценоза рям по сравнению с ГМК. Возможно, что различия в скорости разложения между образцами из биогеоценозов рям и ГМК

связаны с разным видовым составом сфагновых мхов, скорость разложения которых существенно отличается [31]. В образце аллювиальной болотной почвы скорость выделения CO<sub>2</sub> оказалась практически такой же, как в биогеоценозе рям, несмотря на почти нейтральную реакцию среды, большее значения ЕКО и содержание азота и др. Вероятно, что относительно невысокая скорость выделения CO<sub>2</sub> из образца пойменной почвы объясняется большей степенью разложения растительных остатков к моменту отбора образцов вследствие благоприятных условий для деятельности почвенной биоты.

В нефтезагрязненных образцах зависимость скорости минерализации от времени также носила линейный характер (рис. 2, 3), что позволило использовать для сравнения значения коэффициента  $K_m$  (табл. 2).

Так, скорость минерализации в группе образцов рям различалась более чем в 4 раза. Максимальная скорость минерализации органических соединений отмечена в фоновом образце. В загрязненных образцах скорость минерализации была заметно ниже, хотя очевидной зависимости скорости минерализации от содержания нефтепродуктов для этой группы образцов не выявлено: наибольшая скорость минерализации среди загрязненных образцов отмечена в образце с весьма высо-



**Рис. 1.** Кумулятивные кривые выделения CO<sub>2</sub> из образцов почв фоновых участков: Р1 – рям; Г1 – ГМК; Л1 – лес; П1 – пойма.

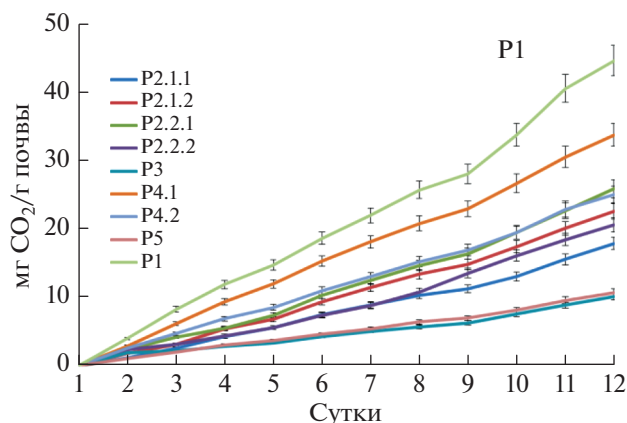
ким содержанием нефтепродуктов. Вероятно, в этом варианте сравнительно небольшое содержание хлорид-ионов по сравнению с другими нефтезагрязненными образцами.

В образцах, относящихся к биогеоценозу ГМК, ситуация иная: в трех (один из которых контрольный) из шести образцов интенсивность минерализации была практически одинаковой, в остальных трех образцах заметно меньше (при этом статистически различной между собой).

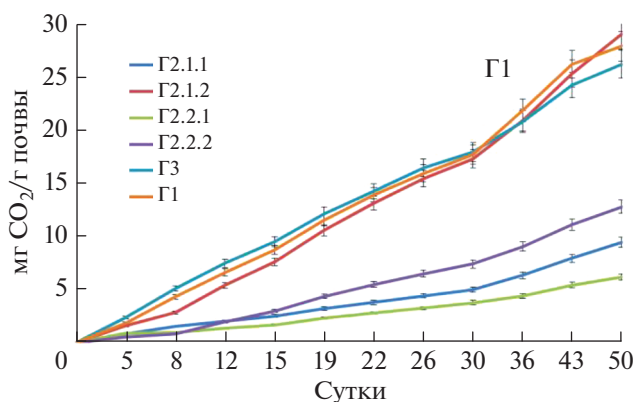
В образцах, относящихся к биогеоценозам с высокой трофностью (лес, мезотрофное болото, пойма), интенсивность минерализации была значительно выше, чем в олиготрофных биогеоценозах. Так, минимальное для этой группы значения  $K_m$  (0.59), выявленное в нефтезагрязненном образце глеезема, оказалось больше значений (за исключением одного образца), измеренных для нефтезагрязненных образцов олиготрофной группы.

Как следует из табл. 2, минимальные значения  $K_m$  ( $<0.2$ ) характерны для наиболее загрязненных участков с максимальной концентрацией нефтепродуктов. Значения  $K_m > 0.8$  характерны для фоновых участков, а также загрязненных участков, приуроченных к мезо- и эвтрофным биогеоценозам с нейтральной реакцией среды и повышенным содержанием биофильных элементов. Значения  $K_m > 0.2$  и  $<0.8$  характерны для загрязненных участков, приуроченных к исходно олиготрофным болотным биогеоценозам (рямы, грядово-мочажинные комплексы) со средней степенью загрязнения.

С увеличением концентрации нефтепродуктов в пробах значения  $K_m$  уменьшаются (коэффициент корреляции  $-0.60$  при  $p < 0.05000$ ). Невысокое значение коэффициента корреляции обусловлено следующими факторами: различием состава биоты, почвенных свойств и режимов, характером загрязнения (давность разлива, степень обводненности нефти, содержание солей и др.). Более выраженная корреляция наблюдалась между значениями  $K_m$  и содержанием *n*-алканов ( $-0.73$  при  $p < 0.05000$ ) и между коэффициентами минерализации  $K_m$  и коэффициентом биодеструкции нефти  $K_b$  ( $-0.72$  при  $p < 0.05000$ ), что указывает на значительное влияние возраста разлива (на который косвенно указывают значения  $K_b$ , рассчитываемого как отношение суммы *n*-алканов  $C_{17}$  и  $C_{18}$  к сумме пристана и фитана) на интенсивность минерализации органических соединений в нефтезагрязненных почвах. Несмотря на отсутствие прямых доказательств того, что в проведенном модельном опыте основной вклад в выделение  $CO_2$  из нефтезагрязненных образцов вносили соединения нефти, косвенные признаки позволяют сделать именно такое заключение. В табл. 2 приведены данные об уменьшении содержания нефти за время эксперимента,



**Рис. 2.** Кумулятивные кривые выделения  $CO_2$  из образцов почв биогеоценоза рям: P1 — контрольный участок 1 (0–10 см); нефтезагрязненный участок 2: P2.1.1 — точка 1 (0–10 см), P2.1.2 — точка 1 (10–50 см), P2.2.1 — точка 2 (0–10 см), P2.2.2 — точка 2 (10–50 см), P3 — участок 3 (0–10 см); участок 4: P4.1 — точка 1 (0–10 см); P4.2 — точка 2 (0–10 см); P5 — участок 5 (0–10 см).



**Рис. 3.** Кумулятивные кривые выделения  $CO_2$  из образцов почв биогеоценоза ГМК: Г1 — контрольный участок 1 (0–10 см); нефтезагрязненный участок 2: Г2.1.1 — точка 1 (0–10 см), Г2.1.2 — точка 1 (10–50 см), Г2.2.1 — точка 2 (0–10 см), Г2.2.2 — точка 2 (10–50 см); Г3 — участок 3 (0–10 см).

по которым можно ориентировочно рассчитать количество углерода, содержавшееся в этом количестве нефтепродуктов (принимая долю углерода в нефти 80%) и сопоставить с количеством углерода, выделившимся в составе  $CO_2$  за время эксперимента. Учитывая большой разброс данных, расчет вели по усредненным величинам для каждого типа биогеоценоза.

Как следует из табл. 3, количество углерода, содержащееся в массе нефти, разложившейся за время опыта, в болотных биогеоценозах значительно превышает количество углерода в составе  $CO_2$ , выделившегося за время эксперимента. Объяснить

**Таблица 2.** Коэффициенты минерализации ( $K_m$ ), содержание нефтепродуктов (НП), изменение содержания нефтепродуктов за время опыта, содержание *n*-алканов, коэффициенты биodeградации нефти ( $K_b$ ), содержание хлорид-ионов в исследуемых образцах

Образец	$K_m$	НП, мг/кг	$\Delta$ НП, %	<i>n</i> -алканы, мг/кг	$K_b$	Хлорид-ионы, мг/кг
P2.1.1	0.359	170650	5.88	341	0.548	7514
P2.1.2	0.453	215029	7.86	2264	0.652	4433
P2.2.1	0.519	342509	7.41	2178	0.434	3181
P2.2.2	0.414	246472	6.94	145	0.032	4159
P3	0.203	532297	2.61	24773	1.457	43
P4.1	0.677	396855	4.33	2684	0.502	777
P4.2	0.503	413060	3.01	8978	0.975	821
P5	0.214	588460	4.66	12122	0.955	873
G2.1.1	0.189	581328	4.54	15511	1.134	115
G2.1.2	0.581	329856	3.54	4747	1.077	89
G2.2.1	0.122	620329	5.18	19966	1.287	106
G2.2.2	0.255	519182	2.15	8445	1.362	113
G3	0.524	204221	12.56	3593	1.004	205
L2	0.595	148115	8.13	184	0.931	111
M1	0.988	469385	6.52	892	0.189	161
M2	0.812	517084	4.80	2224	0.200	111
П1	1.254	111863	9.01	123	0.097	396
P1 (фон)	0.895	1300		Не опр.		160.3
G1 (фон)	0.558	1543		»		142
L1 (фон)	1.578	2264		»		124
П1 (фон)	0.806	1966		»		882

такое несоответствие можно только тем, что методика определения содержания нефтепродуктов не позволяет учесть частично окислившиеся молекулы углеводородов (новообразованные кислоты, спирты и др.), то есть уменьшение содержания нефтепродуктов не означает, что они полностью минерализовались за время эксперимента. Можно предположить, что в ходе модельного опыта в нефтезагрязненных образцах из почв верховых болотных биогеоценозов основной вклад в образование  $\text{CO}_2$  вносили соединения нефти, которые при таком уровне загрязнения полностью покрывали пленкой нативные органические соединения. В отличие от почв верховых болотных биогеоценозов, в почвах мезотрофных и лесного биогеоценоза количество углерода  $\text{CO}_2$  и углерода нефтепродуктов совпадает, что может указывать как на более полное окисление углеводородов, так и на вклад в образование  $\text{CO}_2$  нативных органических соединений. Этот процесс отчетливо проявляется в пойменной загрязненной почве (в которой в отличие от почв всех остальных типов биогеоценозов скорость минерализации оказалась заметно больше, чем в фоновом аналоге) — в ней количество углерода  $\text{CO}_2$  превышает количество углерода, содержавшегося в массе нефте-

продуктов, уменьшившейся за время эксперимента. Такая ситуация объясняется тем, что на данном участке нефтяное загрязнение очень старое (не менее 15 лет, об этом свидетельствует низкое значение коэффициента биodeградации), концентрация нефтепродуктов относительно невысокая, на данном участке сформирован мощный растительный покров, почва богата биогенными элементами. Таким образом, только в торфяной эвтрофной почве со старым загрязнением минерализация соединений нефти происходит на фоне активной минерализации почвенного ОВ.

В фоновых почвах (средние значения по всем фоновым почвам) количество углерода  $\text{CO}_2$  ожидается многократно превышает количество углерода, содержавшегося в массе углеводородов (преимущественно биогенного происхождения), уменьшившейся за время эксперимента (табл. 3).

## ВЫВОДЫ

1. В большинстве образцов из нефтезагрязненных почв образование  $\text{CO}_2$  в условиях модельного эксперимента было меньше, чем в фоновых аналогах и отрицательно коррелировало с содержанием

**Таблица 3.** Количество углерода, выделившегося в виде CO<sub>2</sub> за время эксперимента в разных биогеоценозах, и количество углерода, содержащегося в составе нефти (С–НП), разложившейся за время эксперимента, среднее (медиана)

Биогеоценоз	С–CO <sub>2</sub>	С–НП
Рям ( <i>n</i> = 7)	5.7 (5.85)	15.39 (15.37)
ГМК ( <i>n</i> = 5)	3.45 (4.6)	21.2 (18.8)
Пойма ( <i>n</i> = 1)	17	8
Лес ( <i>n</i> = 1)	8	9.5
Мезо ( <i>n</i> = 2)	12	12
Фон ( <i>n</i> = 4)	13	0.5

нефтепродуктов ( $K = -0.60$ ), *n*-алканов ( $-0.73$ ) и коэффициентом биodeградации нефти ( $-0.72$ ).

2. Сопоставление количества углерода, выделившегося в составе CO<sub>2</sub>, и углерода, содержащегося в количестве нефти, разложившейся за время эксперимента, позволяет предположить, что в нефтезагрязненных образцах основной вклад в образование CO<sub>2</sub> вносят соединения нефти.

3. Скорость минерализации в фоновых образцах отличалась почти в 3 раза, что связано с различиями в составе ОВ, обусловленными особенностями состава растительности, специфической гидрологической режимом, исходной степенью разложения торфа. Можно заключить, что чем больше влажность местообитания, тем выше скорость разложения.

#### ФИНАНСИРОВАНИЕ РАБОТЫ

Работа выполнена частично в рамках государственного задания Министерства науки и высшего образования Российской Федерации № 121041300098-7 и № 121040800147-0, частично в рамках Программы развития Междисциплинарной научно-образовательной школы МГУ им. М.В. Ломоносова “Будущее планеты и глобальные изменения окружающей среды”.

#### КОНФЛИКТ ИНТЕРЕСОВ

Авторы заявляют, что у них нет конфликта интересов.

#### СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. *Аветов Н.А., Шишконокова Е.А.* Некоторые аспекты систематики и диагностики торфяных почв болотных болот // Почвоведение. 2019. № 8. С. 901–909.
2. *Аветов Н.А., Шишконокова Е.А.* Нефтяное загрязнение болот Западной Сибири // Природа. 2010. № 11. С. 14–24.
3. *Арзамасова А.В., Кинжаев Р.Р., Трофимов С.Я., Захарченко Д.В.* Оценка интенсивности эмиссии углекислого газа в нефтезагрязненных почвах при применении агрохимических средств // Проблемы агрохимии и экологии. 2018. № 3. С. 51–55.
4. *Гафарова Е.В., Зарипова С.К.* Влияние цеолитсодержащей породы и эспарцета на биологические параметры выщелоченного чернозема, загрязненного смесью углеводородов // Вестник СамГУ. Естественнонаучная серия. 2005. № 6(40). С. 146–156.
5. *Глаголев М.В., Сиринов А.А., Лапина Е.Д., Филиппов И.В.* Изучение потоков углеродсодержащих парниковых газов в болотных экосистемах Западной Сибири // Вестник Томского гос. пед. ун-та. 2010. Вып. 3. С. 120–127.
6. *Денисова А.П., Архипова Н.С., Халилова А.Ф., Зарипова С.К., Бреус В.А., Бреус И.П.* Влияние загрязнения дизельным топливом на устойчивость культур и биологическую активность выщелоченного чернозема // Агрохимия. 2011. № 2. С. 41–50.
7. *Добровольский Г.В., Никитин Е.Д.* Функции почв в биосфере и экосистемах. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990.
8. *Заварзин Г.А., Кудеяров В.Н.* Дыхание почвы. Пушкино, 1993. 145 с.
9. *Ильина И.С., Лапина Е.И., Лавренко Н.Н. и др.* Растительный покров Западно-Сибирской равнины. Новосибирск: Наука, 1985. 251 с.
10. *Инишева Л.И.* Торфяные почвы: их генезис и классификация // Почвоведение. 2006. № 7. С. 781–786.
11. *Караваева Н.А., Соколова Т.А.* Криометаморфический автоморфный глеезем тайги Западной Сибири: химико-минералогические свойства, экология, генезис // Почвоведение. 2014. № 8. С. 899–910. <https://doi.org/10.7868/S0032180X1408005X>
12. Классификация и диагностика почв России. Смоленск: Ойкумена, 2004. 342 с.
13. *Коронелли Т.В.* Принципы и методы интенсификации биологического разрушения углеводородов в окружающей среде (обзор) // Прикладная биохимия и микробиология. 1996. Т. 32. № 6. С. 579–585.
14. *Курганова И.Н.* Эмиссия и баланс диоксида углерода в наземных экосистемах // Автореф. дис. ... докт. биол. наук. М., 2010. 50 с.
15. *Лисс О.Л., Абрамова Л.И., Аветов Н.А. и др.* Болотные системы Западной Сибири и их природоохранное значение. Тула: Гриф и К, 2001. 584 с.
16. *Оборин А.А., Калачникова И.Г., Масливец Т.А., Базенкова Е.И., Плещеева О.В., Оглобина А.И.* Самоочищение и рекультивация нефтезагрязненных почв Предуралья и Западной Сибири // Восстановление нефтезагрязненных почвенных экосистем. М.: Наука, 1988. С. 140–159.
17. *Петров А.М., Вершинин А.А., Каримуллин Л.К.* Эколого-физиологическое состояние микробных сообществ различных типов почв, загрязненных нефтью // Биодиагностика в экологической оценке почв и сопредельных сред: тезисы докладов международной конференции. М.: Бином. Лаборатория знаний, 2013. 164 с.
18. *Ликовский Ю.И.* Природные и техногенные потоки углеводородов в окружающей среде. М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. 207 с.

19. Пиковский Ю.И., Солнцева Н.П. Геохимическая трансформация дерново-подзолистых почв под влиянием потоков нефти // Техногенные потоки вещества в ландшафтах и состоянии экосистем. М.: Наука, 1981. С. 149–154.
20. ПНД Ф 16.1:2.2.22-98. Методика выполнения измерений массовой доли нефтепродуктов в минеральных, органогенных, органоминеральных почвах и донных отложениях методом ИК-спектрометрии.
21. Практикум по почвоведению / Под ред. Н.Ф. Ганжары. М.: Агроконсалт. 2002. 280 с.
22. Соколов И.А. Базовая субстантивно-генетическая классификация почв, основные принципы и опыт их реализации // Проблемы почвоведения в Сибири. Новосибирск: Наука, 1990. С. 4–13.
23. Солнцева Н.П. Добыча нефти и геохимия ландшафтов. М.: Наука, 1998. 376 с.
24. Терентьева И.Е., Филиппов И.В., Сабреков А.Ф., Глаголев М.В., Курбатова Ю.А., Максюттов Ш. Картографирование таежных болот Западной Сибири на основе дистанционной информации // Известия РАН. Сер. географическая. 2020. Т. 84. № 6. С. 920–930.
25. Трофимов С.Я., Розанова М.С. Изменение свойств почв под влиянием нефтяного загрязнения // Деградация и охрана почв. М., 2002. С. 359–373.
26. Функционирование микробных комплексов верховых торфяников – анализ причин медленной деградации торфа. М.: Товарищество научных изданий КМК, 2013. 128 с.
27. Ananyeva N.D., Susyan E.A., Chernova O.V., Wirth S. Microbial respiration activities of soils from different climatic regions of European Russia // Eur. J. Soil Biol. 2008. V. 44. P. 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2007.05.002>
28. Beskorovainaya I.N. Participation of soil invertebrates in the organic matter decomposition in forest ecosystems of Central Siberia // Eurasian Soil Science. 2011. V. 44. P. 186–193. <https://doi.org/10.1134/S1064229311020025>
29. Brohon B., Delolme C., Gourdon R. Complementarity of bioassays and microbial activity measurements for the evaluation of hydrocarbon-contaminated soils quality // Soil Biol. Biochem. 2001. V. 33. P. 883–891. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(00\)00234-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(00)00234-0)
30. Greiner L., Keller A., Grêt-Regamey A., Papritz A. Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services // Land Use Policy. 2017. V. 69. P. 224–237.
31. Mäkilä M., Säävuori H., Grundström A., Suomi T. Sphagnum decay patterns and bog microtopography in south-eastern Finland // Mires and Peat. 2018. V. 21. Art. 13. P. 1–12.
32. Nannipieri P., Kandeler E., Ruggiero P. Enzyme activities and microbiological and biochemical processes in soil // Enzymes in the Environment—Activity, Ecology and Applications. N.Y.: Marcel Dekker, 2002. P. 1–34.
33. Salanitro J.P., Dorn P.B., Huesemann M.H., Moore K.O., Rhodes I.A., Jackson L.M.R., Vipond T.E. et al. Crude oil hydrocarbon bioremediation and soil ecotoxicity assessment // Environ. Sci. Technol. 1997. V. 31. № 6. P. 1769–1776. <https://doi.org/10.1021/es960793i>
34. Wu M., Ye X., Chen K., Li W., Yuan J., Jiang X. Bacterial community shift and hydrocarbon transformation during bioremediation of short-term petroleum-contaminated soils // Environ. Pollut. 2017. V. 223. P. 657–664. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.079>

## Mineralization of Organic Matter of Oil-Polluted and Background Soils of the Middle of Region in Laboratory Conditions

S. Ya. Trofimov<sup>1</sup>, A. V. Arzamazova<sup>1</sup>, R. R. Kinzhaev<sup>1</sup>, N. A. Avetov<sup>1, \*</sup>, and M. M. Karpukhin<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Lomonosov Moscow State University, Faculty of Soil Science, Moscow, 119991 Russia

\*e-mail: awetowna@mail.ru

In a laboratory experiment, the rate of mineralization of organic matter in samples of oil-contaminated and background soils formed in the main types of Middle taiga biogeocenoses of Western Siberia was determined. The rate of mineralization was estimated by the amount of CO<sub>2</sub> released from wet samples at room temperature. The cumulative curves had a linear form, therefore, the values of the average daily CO<sub>2</sub> release attributed to 1 g of dry soil ( $K_m$ ) were used to estimate the mineralization rate. The  $K_m$  values varied in the range of 0.1123–1.578 mg of CO<sub>2</sub>/g/day. The highest value of  $K_m$  was recorded in the background forest soil, the lowest – in oil-polluted peat soil with an extreme level of pollution. The  $K_m$  values were negatively correlated ( $K = -0.60$ ) with the content of petroleum products, n-alkanes ( $K = -0.73$ ) and the coefficient of oil biodegradation ( $K = -0.72$ ).

**Keywords:** basal respiration, content of petroleum products, soils of the taiga zone